



Économie publique/Public economics

01 | 1998/1

Méthodes d'évaluation économique des biens
environnementaux

La place de l'évaluation des biens environnementaux dans la décision publique

Patrick Point



Édition électronique

URL : <http://journals.openedition.org/economiepublique/2141>

ISSN : 1778-7440

Éditeur

IDEP - Institut d'économie publique

Édition imprimée

Date de publication : 15 juin 1998

ISBN : 2-8041-3041-X

ISSN : 1373-8496

Référence électronique

Patrick Point, « La place de l'évaluation des biens environnementaux dans la décision publique », *Économie publique/Public economics* [En ligne], 01 | 1998/1, mis en ligne le 19 février 2007, consulté le 01 mai 2019. URL : <http://journals.openedition.org/economiepublique/2141>

économie publique public economics

Revue de l'**Institut d'Économie Publique**

Deux numéros par an

n° 1 – 1998/1



© De Boeck & Larcier s.a. 1998
Département De Boeck Université
Paris - Bruxelles

Toute reproduction d'un extrait quelconque de ce livre, par quelque procédé que ce soit, et notamment par photocopie ou microfilm, est strictement interdite.

Imprimé en Belgique

D 1998/0074/129

ISBN 2-8041-3041-X

économiepublique sur internet : www.economie-publique.fr

© Institut d'économie publique – IDEP

Centre de la Vieille-Charité

2, rue de la Charité – F-13002 Marseille

Tous droits réservés pour tous pays.

Il est interdit, sauf accord préalable et écrit de l'éditeur, de reproduire (notamment par photocopie) partiellement ou totalement le présent ouvrage, de le stocker dans une banque de données ou de le communiquer au public, sous quelque forme et de quelque manière que ce soit.

La revue **économie**publique bénéficie du soutien du Conseil régional Provence-Alpes-Côte d'Azur

ISSN 1373-8496

La place de l'évaluation des biens environnementaux dans la décision publique

Patrick POINT

LARE :
Laboratoire d'Analyse et de Recherche Economiques,
Université Bordeaux I

Les sociétés d'économie de marché se caractérisent par le fait qu'à la plupart des biens et services se trouve associé un prix et que ce prix est utilisé comme un signal permettant aux producteurs et aux consommateurs d'ajuster leurs comportements. Le prix est aussi un indicateur de rareté relative dans des conditions d'offre et de demande actuelles et anticipées.

Les ressources offertes par la nature sont pour une part importante (faune et flore sauvages, eau, air, écosystèmes....) hors marché. Il n'y a donc pas d'indicateur visible de valeur. En l'absence d'un prix révélant ce que l'on est prêt à sacrifier pour obtenir, ou conserver, une unité de ces ressources, les acteurs économiques sont trop souvent conduits à considérer que le prix est nul, alors qu'il est simplement non apparent. On pourrait multiplier les exemples montrant que dans la prise de décision, des éléments du patrimoine naturel ont été sacrifiés, sans que leur valeur intrinsèque soit véritablement intégrée dans le calcul économique.

Pourquoi certains éléments du patrimoine naturels apparaissent-ils dépourvus de prix ? L'eau, l'air sont des éléments vitaux pour l'homme; les espèces faunistiques et floristiques ne peuvent être recrées à volonté comme on pourrait le faire de biens manufacturés et leur perte est donc irréversible; globalement, les écosystèmes intégrant tous ces éléments, rendent des services divers puisqu'ils interviennent aussi bien comme facteur de production que comme service livré directement au consommateur. Il peut paraître paradoxal que des ressources aussi essentielles ne soient pas dotées d'un indicateur de valeur ayant les propriétés d'un prix.

Cette situation tient au caractère de bien collectif non produit qui caractérise ces ressources. Il n'y a pas de coût direct de production.

De plus, les services livrés combinent indivisibilité (donc appropriation impossible), qualité imposée (on ne peut choisir individuellement la qualité souhaitée), externalité médiatisée (l'usage des uns affecte la qualité et donc les usages possibles pour les autres). Ceci explique bien sûr qu'un marché n'ait pu se développer pour ces ressources, mais aussi qu'une gestion collective qui s'impose en la matière, ait eu des difficultés à se concrétiser à travers la mise en place d'indicateurs de rareté et de valeur d'échange.

Il résulte de cette situation que l'arbitrage entre utilisation d'un actif naturel à des fins de production et sa conservation pour les services environnementaux produits se trouve largement biaisée.

Les effets de l'absence d'indicateur de valeur visible se font sentir dans cinq domaines qui sont au cœur de la décision publique:

- Identification des priorités en matière d'amélioration de l'environnement.
- Evaluation des projets ayant un impact environnemental.
- Indemnisation des dommages et du préjudice écologique.
- Comptabilisation du patrimoine naturel.
- Orientation des politiques générales qui peuvent avoir des effets adjacents environnementaux.

Dans cette contribution à caractère très général, nous évoquons les conséquences d'une évaluation monétaire dans certains de ces domaines et notamment, celui de l'évaluation de projets ayant un impact environnemental. Mais au préalable, nous considérerons la légitimité de l'évaluation ainsi que ses fondements. Nous examinerons aussi les méthodes utilisées dans ce domaine. On verra que si la puissance publique est un utilisateur privilégié de ces méthodes, elle doit aider à en fixer les conditions d'utilisation.

1. La nécessaire intervention régulatrice de la puissance publique dans l'accès aux biens environnementaux

L'absence d'indicateur prix génère une asymétrie entre usage des actifs naturels comme biens manufacturés et comme générateurs de services environnementaux. Face à une telle situation, la puissance publique ne peut pas rester inerte. En effet, la non intervention

se traduit par une forme d'allocation particulière: c'est l'agent qui réalise l'utilisation la plus destructive du bien environnemental qui se l'approprie de fait. Il faut donc se doter d'instruments permettant d'orienter l'allocation de certaines composantes du patrimoine naturel.

Un mode d'intervention minimal consiste à fixer des seuils critiques dans l'utilisation des biens environnementaux et à en interdire le franchissement. C'est le domaine d'élection de la réglementation. La puissance publique est ici dans son rôle tutélaire. Les conditions d'un exercice acceptable de la souveraineté du consommateur ne sont pas réunies. Il convient donc que la puissance publique qui est mieux informée, qui voit la dimension collective des problèmes et qui représente les générations futures indique ce qui n'est pas acceptable¹.

Observons qu'à coté de ces seuils primaires qui visent à protéger la santé publique, et à assurer des objectifs relevant de critères éthiques, il existe des seuils secondaires qui sont plus directement à mettre en relation avec le bien-être des individus. Par exemple, dans le premier cas on considérerait un seuil de concentration admissible en amiante dans l'air et dans le deuxième cas un débit minimum admissible pour une rivière.

Ces seuils relèvent aussi de l'action de la puissance publique. Ils sont fixés par elle, mais à la différence des précédents la question de l'optimalité de leur niveau peut se poser. Cette question suppose que l'on puisse mettre en regard des bénéfices et des coûts.

Les seuils secondaires peuvent être atteints au moyen de divers instruments. Ces instruments ont des efficacités différentes, et tous ne font pas apparaître avec la même clarté le coût d'opportunité des seuils fixés.

1. L'argumentaire peut ici s'appuyer sur le fait qu'il convient de distinguer les préférences *ex post* des croyances *a priori* qui peuvent être fausses. Ceci conduit à retenir un optimum *ex post* (cf Malinvaud 1972). Ceci vient à l'appui de l'idée selon laquelle, dans certains domaines, la puissance publique doit baser sa politique sur les opinions les plus informées. S'agissant des générations futures, il est aussi possible de considérer qu'elles ont droit à un état convenable du patrimoine naturel sans relier ceci à des considérations de calcul de bien-être (cf Sen 1982).

L'instrument souvent privilégié pour atteindre ces seuils que l'on pourrait qualifier de secondaires est la norme quantitative ou qualitative. On identifie le seuil à la régulation quantitative/qualitative. Dans ce cas, seul le calcul économique et le recueil d'une information à caractère souvent privé permettent de dimensionner le coût d'opportunité.

La création d'un marché de quotas négociables (droits à polluer, droits d'eau, quotas de pêche) est un outil qui par contre révèle un prix de marché dans le cadre de la contrainte quantitative globale et renseigne sur le coût marginal d'opportunité.

La fixation de redevances lorsque par exemple elle conduit à une égalisation des coûts marginaux d'accès au bien environnemental pour les agents qui y sont soumis reflète également en théorie du moins, le coût d'opportunité.

Il faut observer que la mise en œuvre des redevances (écotaxes) présente en France de grandes faiblesses. Lorsqu'elles ne sont pas affectées (par exemple redevance de prélèvement d'eau dans le domaine public), leur niveau n'est pas régulièrement réévalué et elles perdent toute signification. Si elles sont affectées, la logique de moyen de financement l'emporte sur celle d'outil de régulation (par exemple redevances des Agences de l'Eau). Il y a ainsi, souvent peu de rapports entre le coût externe que représentent certaines pollutions où le coût d'opportunité résultant de l'utilisation d'un bien environnemental et le prix administré qui leur est associé.

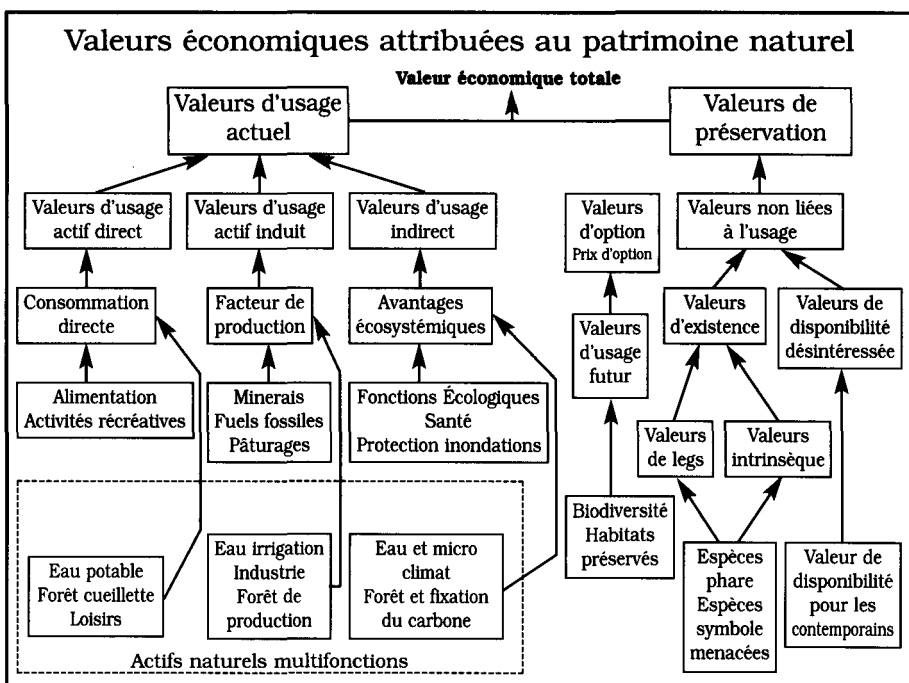
Si dans la détermination des objectifs de qualité environnementale, l'approche tutélaire est incontournable, cela ne signifie pas que l'identification et l'analyse des préférences individuelles soit dénuée d'intérêt. Si par exemple la demande sociale de protection des ressources aquatiques se révèle inférieure au choix tutélaire, cela informe la puissance publique de la nécessité d'une explication des options prises. Si la demande sociale est supérieure aux choix tutélaires, cela peut amener la puissance publique à réviser ses propres évaluations. L'observation semble montrer que cette dernière suit parfois, plus qu'elle ne précède, l'opinion publique dans ce domaine.

Ainsi, dans l'exercice de sa responsabilité de régulateur de l'accès au patrimoine naturel et de son usage, le décideur public, ne peut se passer d'une connaissance des consentements à payer ou à vendre des individus. Avant de revenir plus en détail sur la mesure de ce consentement, il faut comprendre quels types de valeurs sont en cause, et en relation avec quels services.

2. Les services délivrés par le patrimoine naturel et les valeurs qui s'y attachent

Décrire les services que livre le patrimoine naturel, c'est rendre compte de la nature extrêmement diversifiée de la demande dans ce domaine. Il n'y a pas une, mais de multiples demandes. L'expression simultanée de ces demandes se révèle aujourd'hui source de conflits. Attribuer certains services environnementaux à certains usages, c'est s'interdire de voir ces mêmes services utilisés dans d'autres emplois. Dans la mesure où ils ne sont pas produits, la seule question qui se pose alors est celle du partage optimal des services issus du patrimoine naturel. C'est là à l'évidence une question complexe dont l'exposé dépasse de loin les limites de ce papier, mais qui suppose que l'on puisse au minimum identifier toutes les fonctions de demande s'exprimant à un instant donné.

Sur la base des développements théoriques produits durant ces vingt dernières années, il se dégage une typologie des valeurs associées à l'environnement et au patrimoine naturel. Le schéma n°1 tente d'en rendre compte.



La partie la plus visible de la valeur des services délivrés par le patrimoine naturel est celle qui correspond à des usages actuels. On distingue ainsi les usages directs pour les consommateurs qui sont des arguments de la fonction d'utilité et les usages induits par la demande finale. Dans ce dernier cas, c'est un statut analogue à celui d'un facteur de production classique qui est identifié. Cela correspond par exemple à l'eau à usage d'irrigation pour l'agriculture ou l'eau comme élément solvant dans un procédé industriel. L'usage de certaines composantes du patrimoine naturel comme moyen d'élimination des effluents a également un statut de facteur de production. On doit considérer les services d'épuration dilution comme des intrants dans la fonction de production. Par contre, la contribution d'un écosystème au maintien du micro-climat, à l'entretien de fonctions écologiques de base, correspond à une troisième catégorie que l'on appellera «avantages écosystémiques».

Au delà de l'usage actuel de certaines fonctionnalités, il existe un ensemble de valeurs qui relèvent de ce que l'on peut qualifier de valeurs d'existence et d'usage potentiel futur. Elles regroupent en fait toutes les valeurs non liées à l'usage actuel.

Un non usager actuel peut ainsi vouloir se réserver la possibilité d'utiliser un type de service donné ultérieurement. La valeur correspondante est nommée valeur d'option². Il peut aussi faire état d'un consentement à payer pour que ses contemporains puissent bénéficier des services de l'actif naturel. On reconnaît également la présence d'une valeur d'existence. Celle ci peut résulter simplement d'une valeur intrinsèque que l'on attribue à l'actif. Elle peut aussi se conjuguer avec une valeur de legs. Dans ce dernier cas, c'est un réflexe altruiste de conservation pour le bien des générations futures qui prévaut.

Peut-on passer d'une typologie des valeurs à une mesure monétaire des services délivrés par les actifs naturels hors marché ?

2. La valeur d'option peut être assimilée à une prime d'assurance pour être sûr de disposer du service ou de son équivalent monétaire. Elle s'ajoute au surplus du consommateur associé au service. La somme de ces deux éléments constitue le prix d'option.

3. La mesure monétaire des valeurs

La mesure de la variation de bien-être associée à une modification de la qualité d'une composante du patrimoine naturel passe par l'identification de la demande pour cette composante et par la mesure de la variation du surplus.

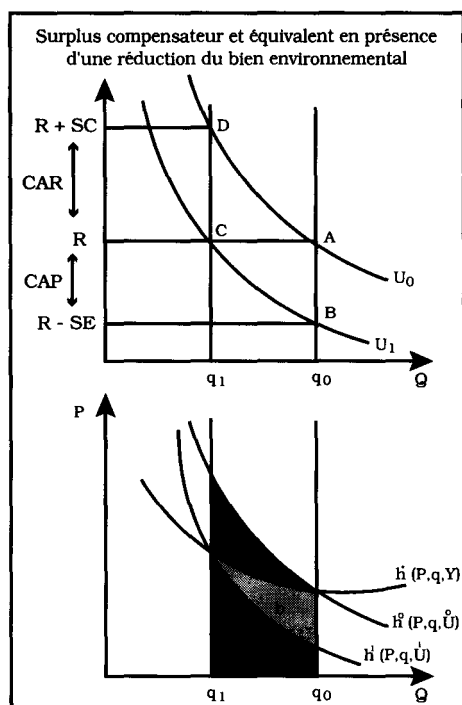
3.1 Demande et surplus

La fonction de demande reflète la variation de la disponibilité à payer en fonction des quantités consommées.

Lorsque ces quantités se modifient de façon non marginale, c'est le concept de surplus qui vient au centre de la procédure d'évaluation. Il est dû à un ingénieur français du 19^{ème} siècle Jules Dupuit qui l'a développé lors de réflexions sur la gestion d'ouvrages publics.

Ce concept part de l'idée que la valeur d'un bien ou d'un service est égale, pour un individu, au prix maximum qu'il est disposé à verser pour obtenir une certaine quantité du bien ou du service. Si le prix total à payer effectivement est inférieur à ce prix maximum, le consommateur jouit d'un surplus.

Une critique formulée à l'encontre du surplus du consommateur tel que nous l'avons défini est que la courbe de demande ne fournit pas une évaluation satisfaisante de l'utilité marginale des quantités supplémentaires du bien pour le consommateur. Cette courbe est établie à revenu constant, mais non à utilité constante. Si l'on considère la situation avant la baisse de quantité et notamment le niveau d'utilité, il faut constater qu'après la baisse le consommateur n'accède plus au même niveau d'utilité; il passe à une courbe d'indifférence inférieure. Il faudrait donc augmenter son revenu pour maintenir son niveau d'utilité. Comment établir une mesure du surplus qui respecte la condition du maintien d'un niveau constant d'utilité? La solution de ce problème passe par l'établissement d'une fonction de demande compensée et par le calcul de variations compensatrices ou de variations équivalentes. Dans le cas d'un impact environnemental ramenant la quantité ou qualité disponible d'une composante du patrimoine naturel de q_0 à q_1 , la situation peut être décrite au moyen de la figure n°2. Les courbes d'utilité initiale et finale permettent de donner la mesure du consentement à payer (CAP) ou du consentement à recevoir (CAR). Le graphe fait également apparaître les courbes de demande associées.



La littérature est revenue de nombreuses fois sur la question du choix de la mesure et en particulier sur la référence au CAP ou CAR. Ce choix peut être considéré comme lié aux droits de propriété. Si un individu dispose du droit de vendre une ressource, alors le CAR est la mesure appropriée. Si l'individu doit acheter le droit d'usage, c'est le CAP qu'il faut retenir. En matière de patrimoine naturel, compte tenu de la forte dimension de bien public de nombreux actifs, on ne sait souvent pas quels sont les droits de propriété et qui les détiennent. Même si dans de nombreuses situations où il y a dégradation d'un actif naturel, c'est à priori le CAR qui devrait être retenu, en pratique, les études se réfèrent quasi exclusivement au CAP. En effet, seule cette mesure semble donner des estimations raisonnables. A l'origine, le choix de l'une ou l'autre mesure n'inquiétait pas trop car la théorie économique (Willig, 1976 et Randall et Stoll 1980) montrait que l'écart entre les deux mesures devait être faible. Cependant, les résultats empiriques et des travaux d'économie expérimentale ne confirmaient pas cette convergence. Une première explication a été donnée à partir des travaux de Kahneman et Tversky (1979) sur l'asymétrie dans l'évaluation par les individus des gains et des pertes. D'autres analyses ont d'abord rappelé les conditions du rapprochement du CAP et du CAR à savoir l'existence de biens parfaitement

divisibles, des coûts de transaction nuls et des marchés de très grande taille. La plupart des changements affectant des composantes du patrimoine naturel ne répondent pas à ces critères. Par ailleurs, ainsi que l'a montré Hanemann (1991), la plus ou moins grande disponibilité d'un substitut joue un rôle déterminant dans la disparité des mesures. D'un point de vue pratique, les préconisations de Arrow *et al* (1993) sont de retenir plutôt le CAP en considérant qu'il vaut mieux en la matière avoir une estimation sous-estimée que sur-estimée.

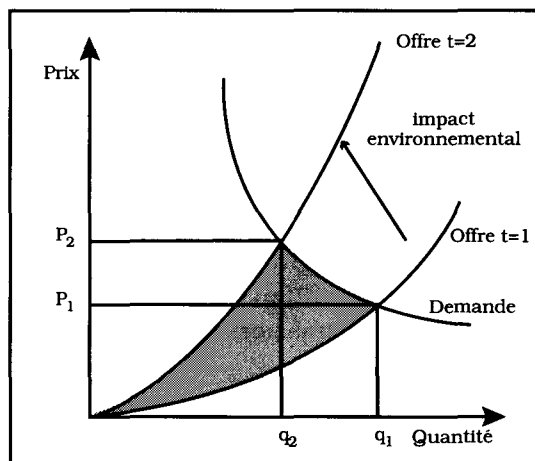


Figure n° 3.
Variation du surplus social
en présence d'un impact
environnemental affectant
les producteurs et les
consommateurs
(Mesure en équilibre partiel)

La question de la mesure de la variation de bien-être du consommateur à la suite d'un impact environnemental peut aussi se poser lorsque l'impact affecte le secteur de la production. On a là une situation plus complexe qui met en jeu surplus du producteur et du consommateur. Un impact peut ainsi se manifester pour une composante environnementale qui jouerait par exemple un rôle de facteur fixe dans une fonction de production. Il y aura alors un effet sur le surplus du producteur et avec une demande élastique, un effet sur le surplus du consommateur. Le surplus du producteur qui est défini comme la surface au dessus de la courbe d'offre et sous la droite de prix s'évalue, à la différence du surplus du consommateur par une mesure unique. En termes d'équilibre partiel, la mesure totale de l'impact (variation du surplus du producteur et du consommateur) est représentée par la surface grisée figure n° 3.

Avant d'aller plus loin, il convient cependant de rappeler un certain nombre de difficultés que signale la théorie économique notamment en relation avec l'agrégation des surplus. En effet dans la plupart des cas, un impact environnemental génère des gagnants et

des perdants. Si les compensations sont effectivement payées, un impact environnemental désirable satisfait automatiquement au critère de Paréto. La somme des variations compensatrices ou équivalentes représente ce qui reste après compensation. Ce montant positif peut être distribué pour améliorer le bien-être d'au moins une fraction des ménages. On sait qu'il y a différents critères de compensation³. La combinaison de ces critères avec les mesures compensées peut conduire à des incohérences⁴. Ajoutons que pour juger du fait que la somme pondérée des gains et des pertes est positive, il faudrait disposer d'une fonction de bien-être social. On sait quel obstacle représente ici le fameux résultat de Arrow. On peut cependant comme le suggérait récemment Sen (1995) considérer que le dépassement de ce problème repose sur une amélioration du processus social de cristallisation des valeurs : «In the context of social welfare judgements, the natural resolution of these problems lies in enriching the informational base. Many of the more exacting problems of the cotemporary world - varying from famine prevention to environmental preservation - actually call for value formation through public discussion».

En dépit des difficultés que nous venons d'évoquer, et dans les perspectives indiquées par Sen, il est utile de conduire l'exercice de simulation d'un marché pour des composantes non marchandes du patrimoine naturel. On utilise diverses techniques qui s'appuient sur les acquis de la théorie économique du bien-être.

Avant de les évoquer, il est bon de revenir sur les fondements économiques de la distinction centrale qui a été faite entre valeurs d'usage et valeurs de préservation.

-
3. Critère proposé par Hicks, Kaldor, Scitovsky, Samuelson. Par exemple selon le critère de Kaldor un impact environnemental est désirable si avec cet impact, il est possible de redistribuer les gains de façon telle que chacun soit dans une situation meilleure qu'avant l'impact.
 4. Autour de ce que l'on nomme le paradoxe de Boadway, on pourra voir Boadway et Bruce 1984 et Blackorby et Donaldson (1990).

4. Valeurs d'usage et de préservation

A coté des valeurs d'usage dérivées d'activités impliquant des composantes du patrimoine naturel, on reconnaît aujourd'hui la présence de valeurs non directement liées à un usage actif. Ces valeurs qui répondent à des motifs divers peuvent être regroupées sous le concept de valeurs de préservation ou encore d'usage passif (Arrow et al. 1993).

Si l'intuition et l'introspection suggèrent bien l'existence de valeurs de préservation, les hésitations sémantiques dans ce domaine reflètent un certain flou conceptuel. C'est J. Krutilla qui le premier a introduit en 1967 le concept de valeur d'existence. Il observait que les consommateurs n'ont pas besoin d'avoir un comportement actif pour attacher de la valeur à certaines composantes du patrimoine naturel, et ce pour au moins deux raisons : préserver une option pour un usage futur, et assurer aux descendants le transfert d'un patrimoine naturel.

Certains ont ensuite évoqué le concept de valeur intrinsèque (Fisher, Raucher 1984) ou celui de valeur de préservation (Sutherland, Walsh 1985). Des motivations diverses ont été mentionnées par les auteurs. A celles de Krutilla, on a vu s'adjoindre notamment des considérations altruistes qui font que l'on souhaite voir conservée la ressource pour le profit des autres et des générations futures (Mc Connel 1983).

Les arguments relatifs aux motivations sous-jacentes contribuent à rendre plausible l'existence de la valeur d'existence. Ils ne constituent pas une preuve. Il est donc essentiel de tester l'hypothèse selon laquelle ce type de valeur peut-être positif, et d'essayer d'en prendre la mesure. Pour ceci il faut disposer d'un cadre cohérent d'analyse et de méthodes adaptées susceptibles d'utiliser au mieux les informations disponibles. L'examen des comportements de soutien aux organisations non gouvernementales montrent la réalité des valeurs de préservation, mais ne peut renseigner sur leur dimension. Les procédures de vote ne sont pas mises en œuvre dans ce domaine, elles ne peuvent de toute façon pas se substituer aux informations livrées par un marché réel ou simulé. Il reste deux voies qui ont été suivies. La première consiste à s'appuyer sur l'observation des comportements sur des marchés que l'on peut relier à la composante environnementale non marchande. La deuxième suppose la révélation directe au moyen d'un questionnement approprié, des préfé-

rences des individus. Cette dernière approche, dont la forme la plus répandue est l'évaluation contingente, présente des avantages incontestables⁵, mais aussi un inconvénient majeur. Les valeurs obtenues sont basées sur des réponses à un marché hypothétique et non sur des comportements effectivement observés. Les techniques mises en œuvre qui fonctionnent assez correctement avec des biens familiers, semblent avoir un rendement beaucoup plus incertain lorsqu'elles s'appliquent à des composantes environnementales non familières et pour lesquelles la valeur d'existence est prédominante. Lorsque l'on a fait le test de rapprocher les intentions de don estimées par évaluation contingente d'une opération de collecte effective des dons, on a constaté que les dons contingents n'étaient pas un bon prédicteur des dons réels (Seip et Strand 1992, Navrud 1992). Un travail récent (Champ et al. 1996) montre cependant que l'on pourrait mieux discriminer entre les individus effectivement prêts à payer, et ceux qui ne le sont pas. Il n'en reste pas moins vrai que des incertitudes et des controverses sur l'exacte signification des valeurs obtenues subsistent. L'approche indirecte qui échappe à cet inconvénient présentait dans ses principales utilisations un défaut majeur s'agissant des valeurs non liées à l'usage, puisque l'on était amené, à travers l'hypothèse de complémentarité faible, à postuler l'inexistence de ces valeurs ! Il semble que quelques modestes perspectives de dépassement partiel de cet obstacle s'offrent.

En reprenant le cadre analytique qui permet de préciser ces restrictions sur les ensembles de préférence, nous examinerons des éléments de typologie réintroduisant une cohérence économique dans le foisonnement conceptuel existant autour des valeurs d'usage et non liées à l'usage. Pour ce faire, il convient d'identifier précisément les situations possibles et d'en donner une lecture économique permettant de retenir les méthodes les plus appropriées.

4.1 Les principes de complémentarité faible, de neutralité hicksienne et la prise en compte des valeurs de préservation.

Même si l'on dispose d'un système complet d'équations de demande au niveau individuel présentant toutes les garanties de cohérence, il n'est en général pas possible de résoudre ce système et de remonter vers la fonction d'utilité indirecte. Il subsiste des

5. Voir Bonnieux dans cet ouvrage.

constantes d'intégration qui sont inconnues. Il faut donc imposer des conditions additionnelles pour y parvenir. Les plus fameuses de ces conditions sont dues à Mäler (1974). Elles sont connues sous le nom de conditions de complémentarité faible. Des travaux plus récents (Neill 1988, Larson 1992) offrent d'autres perspectives s'appuyant sur des conditions dites de neutralité hicksienne. Nous évoquerons brièvement ces deux ensembles de conditions, car le premier exclut *a priori* l'existence de valeurs non liées à l'usage, alors que le second pourrait autoriser leur prise en compte dans des approches exploitant l'observation des comportements sur des marchés reliés à l'usage de certaines composantes du patrimoine naturel.

La composante du patrimoine naturel est considérée comme une caractéristique exogène d'un bien marchand. Ainsi, le nombre moyen de poissons pêchés est une caractéristique des déplacements pour le loisir pêche sur un bief de rivière donné. On suppose que x_0 et q sont des compléments ce qui dans une fonction de demande compensée hicksienne du type :

$$h_0 = h_0(P, q, U^0)$$

se traduit par $h_0 / q > 0$

Pour remonter vers la fonction d'utilité indirecte et la fonction de dépense, il faut donc imposer des conditions supplémentaires. Les conditions dites de complémentarité faible s'ordonnent autour de la proposition suivante :

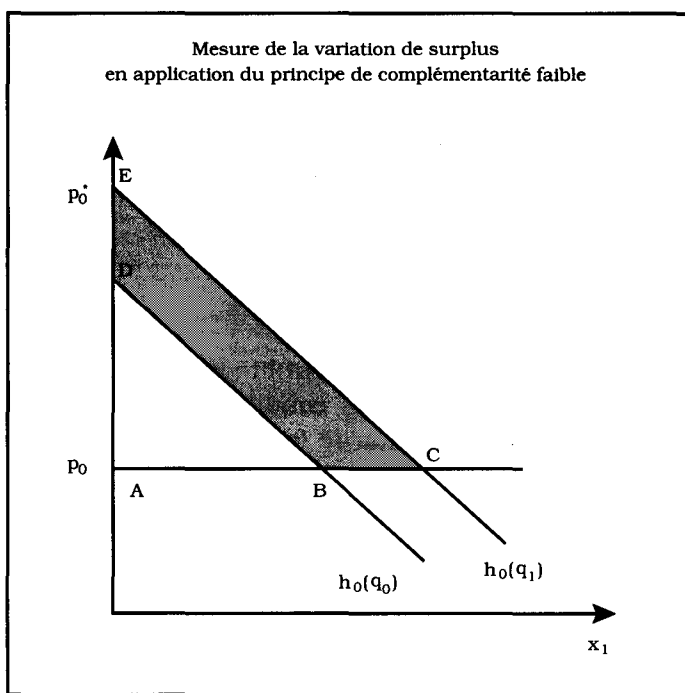
La demande de q est nulle lorsque la quantité demandée du bien x_0 est elle même nulle. Ceci génère deux conditions :

- 1) Le bien x_0 est non essentiel c'est à dire qu'il existe un prix p_0^* tel que la demande compensée : $h_0(p_0^*, q, U^0) = 0$. Ce prix est appelé prix de réserve. Il existe un niveau de dépense pour les autres biens qui peut maintenir le niveau d'utilité U^0 lorsque $x_0 = 0$.
- 2) Pour des valeurs de p_0 égales ou supérieures à p_0^* , la disponibilité marginale à payer pour q est nulle. En d'autres termes, les changements dans q n'ont pas de signification sur le bien-être.

Si la deuxième condition n'est pas réalisée, il y a une valeur de non usage qui n'est pas reflétée par les courbes de demande de x_0 . Si la première condition n'est pas respectée, il n'y a pas de variation compensatrice finie.

Supposons comme il est décrit dans le schéma n° 4, que la qualité de la composante environnementale q s'améliore et passe de q_0 à q_1 , les conditions précédentes assurent que le surplus compensateur associé à ce changement peut être mesuré par la surface entre les deux courbes de demande compensées au dessus de la droite de prix.

L'hypothèse de complémentarité faible exclut donc la présence de valeurs de non-usage. De nouveaux développements, autour du concept de neutralité hicksienne offrent la perspective de prendre en compte les valeurs de préservation, lorsque celles-ci concernent des actifs naturels générant simultanément des valeurs d'usage.



L'hypothèse de neutralité hicksienne est une forme de restriction sur les préférences, tout comme l'est l'hypothèse de complémentarité faible. Le point de départ adopté par Neill (1988) consiste à établir une partition des biens marchands qui soit telle que l'on classe les demandes hicksiennes en biens substitués et biens complémentaires au regard de q . Cette approche permet d'encadrer la valeur marginale

de la composante environnementale⁶. Si un bien n'est ni complètement, ni un substitut pour q , il est établi que l'on peut sur cette base obtenir une expression exacte de la valeur marginale de q . Larson montre pour sa part que ce résultat permet de déterminer la valeur totale d'un changement discret affectant la composante environnementale. Il semble cependant que la mise en oeuvre opérationnelle du procédé soit assez complexe, s'appuyant sur une variante des algorithmes numériques imaginés par Vartia (1983) pour établir le surplus hicksien en présence de changement de prix. Mais identifier un bien qui en toutes circonstances présente une neutralité hicksienne par rapport à q , est une condition qui peut paraître sévère. Larson propose d'utiliser une forme de neutralité faible qui est satisfaite lorsqu'il existe un vecteur prix tel que la neutralité hicksienne s'applique dans le domaine de variation de q pour ce vecteur de prix. Il franchit une étape de plus en considérant que l'hypothèse de neutralité hicksienne peut être substituée à celle de complémentarité faible pour un vecteur de prix qui ramène la demande à zéro pour les biens complémentaires à la composante environnementale. Ceci semble ouvrir la voie à des mesures assez simples de la variation de bien-être qui n'excluent pas *a priori* les valeurs non liées à l'usage. Un récent travail très minutieux de Flores (1996) prend ce dernier raisonnement en défaut, démontrant qu'il s'agit en réalité d'une forme particulière de complémentarité faible.

Ainsi, l'idée que l'on pourrait, avec la même information que celle nécessaire pour mener des investigations sous l'hypothèse de complémentarité faible, envisager de développer des applications qui permettraient de calculer simplement et simultanément les valeurs d'usage et non liées à l'usage, si elle n'est pas totalement écartée, trouve une limite dans la complexité des procédures à mettre en oeuvre.

Ajoutons que ces investigations ne sont pertinentes que pour des composantes naturelles qui génèrent en partie des valeurs d'usage. Pour des actifs naturels qui produisent exclusivement des valeurs d'existence, comme certaines espèces rares et furtives, il n'y a pas d'autre choix que d'essayer de mesurer ces valeurs au moyen de méthodes directes non reliées à des comportements observés sur les marchés.

6. Ces bornes qui sont constituées par le rapport des dérivées de la fonction de dépense par rapport à q et au revenu y pour le groupe des biens substitués et des biens complémentaires ont été affinées par Larson (1992).

4.2 Valeurs d'existence, d'usage passif, d'usage actif. Éléments de typologie.

Si un consensus commence à s'établir sur le fait qu'il n'est pas satisfaisant de s'en tenir à un décompte étroit des bénéfices de protection de composantes du patrimoine naturel en ignorant la valeur de services dont on profite passivement, il apparaît nécessaire de doter ce concept d'un statut scientifique et d'en fixer précisément les contours.

On réservera le terme de valeur d'usage pour tout ce qui peut être rattaché à une consommation *in situ* mesurée en termes d'un bien marchand complémentaire. Les autres valeurs s'identifient aux valeurs de préservation. Pour faciliter la présentation graphique de la typologie, on adoptera l'hypothèse selon laquelle l'usage d'une ressource est mesuré par la consommation d'un bien marchand x_0 entretenant une relation de complémentarité stricte avec l'actif naturel q . On se situera systématiquement dans des situations où q baisse ($q^0 > q^1$) et on utilisera la définition du surplus compensateur comme mesure de la variation de bien-être.

La valeur d'existence sera définie par référence à un seuil quantitatif ou qualitatif caractérisant la composante à laquelle on s'intéresse⁷.

Soit q_{Min} le niveau minimum de q au dessus duquel on peut considérer que la ressource est disponible pour l'usage. Ce niveau seuil permet de considérer des situations pour lesquelles, il y a disparition de la valeur de non-usage, alors même que la ressource n'est pas nécessairement instantanément totalement détruite.

On suppose que dans diverses situations, le prix de réservation p_0 est une fonction croissante de q lorsque $q > q_{Min}$. On admet par ailleurs que la demande compensée pour le bien complémentaire mesurant l'usage de q a les caractéristiques suivantes :

Pour $0 \leq q \leq q_{Min}$,

$$x_0 = 0 \quad \text{pour tout } p_0 \geq 0$$

Cette condition indique que si la ressource est au-dessous d'un certain seuil, aucune utilisation n'interviendra, même si le prix d'usage est nul.

7. Cette objectivation de la valeur d'existence est un point important. En effet, elle est le plus souvent définie simplement comme le consentement à payer d'un individu pour préserver une ressource pour laquelle il n'a d'usage actuel ou prévu.

On peut identifier 5 cas (voir figure n° 5) pour lesquels des variations dans q et p_0 affectent le niveau d'usage mesuré par x_0 . Chaque situation est décrite par un positionnement de fonction de demande et un niveau de ressource. La démonstration de l'additivité des surplus est donnée par Freeman (1993) dans le cas plus général de complémentarité faible.

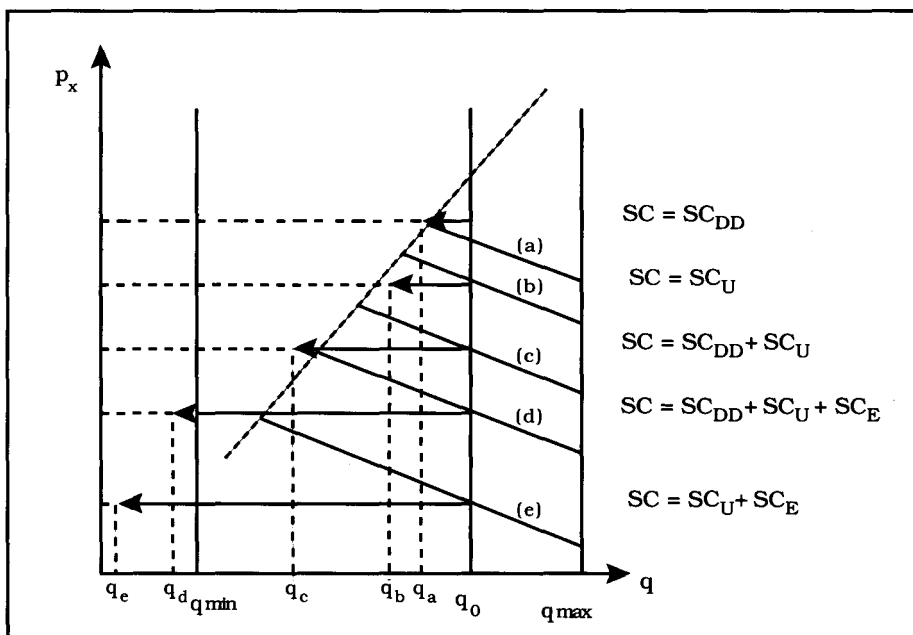


Schéma n° 5. Complémentarité stricte et additivité des surplus.

La situation (a) correspond à un cas de valeur de disponibilité désintéressée pure de la part d'un non usager (SC_{DD}). En effet, le prix de réservation du bien marchand est tel que pour l'individu ce bien est inaccessible et que donc il n'est pas non plus utilisateur du bien environnemental. S'il existe une valeur dans cette situation, elle résulte de la satisfaction qu'éprouve un individu à l'idée que d'autres on la possibilité d'utiliser la composante du patrimoine naturel à laquelle on s'intéresse. On a : $SC = SC_{DD}$.

La situation décrite par (b) est celle d'un utilisateur du bien x qui subit une perte de surplus correspondant à une perte d'usage telle qu'on la mesure dans le cas de complémentarité faible (SC_U). Alors : $SC = SC_U$.

La situation (c), reprend la perte d'usage mais intègre une perte au titre de ce que nous avons appelé la disponibilité désintéressée.

Cette dernière composante s'établit en considérant la somme qui assurerait un niveau d'utilité constant, étant donné une hausse du prix du bien marchand qui en éliminerait l'usage et donc celui du bien environnemental. Le surplus total est alors : $SC = SC_{DD} + SC_U$.

La situation (d), par le franchissement du seuil q_{min} , ajoute aux deux composantes précédentes, une perte de surplus qui est représentative de la valeur d'existence (SC_E). Le surplus total se calcule comme : $SC = SC_{DD} + SC_U + SC_E$.

La situation (e) ne fait apparaître que deux composantes : la variation de surplus liée à l'usage et celle liée à l'existence.

Cette typologie est partielle. Elle n'intègre notamment pas les situations d'incertitude et donc laisse de côté la question de la valeur d'option. Les valeurs de préservation correspondent à la somme des valeurs de disponibilité désintéressée et de valeur d'existence.

La première composante répond à des motifs altruistes montrant un attachement à la disponibilité de la ressource pour les contemporains, alors même que l'individu se trouve exclu de l'usage du fait du prix du bien marchand complémentaire.

La valeur d'existence quant à elle, n'apparaît qu'après le franchissement d'un seuil interdisant l'usage⁸. On peut interpréter ce seuil comme une menace sur la pérennité de l'actif. Il faut ici distinguer les actifs qui sont l'objet d'un usage (complémentarité faible avec un bien marchand), et ceux pour lesquels il n'y a pas d'usage. Cette dernière catégorie correspond par exemple à des espèces rares et furtives qui ne peuvent pas être associées à une activité commerciale ou de loisir. Dans ce cas, il n'y a ni valeur d'usage, ni valeur de non-usage, mais simplement valeur d'existence.

La notion de seuil définissant l'apparition d'une valeur d'existence peut paraître artificielle. En réalité, c'est le plus souvent la puissance publique, qui va par des limitations d'usage ou des interdictions d'accès par exemple rendre visible un tel seuil. Ainsi, par exemple l'esturgeon ouest européen (*acipenser sturio*) qui était exploité commercialement est devenu espèce protégée, avec interdiction de pêche en 1980. Pour rester dans le domaine des espèces piscicoles, on peut, sous réserve d'études spécifiques imaginer que le saumon, lorsqu'il est issu de souches locales présente à la fois valeur d'usage, de non-usage et d'existence, alors que la truite d'élevage ne livre qu'une valeur d'usage.

8. On peut penser que le souci de ne pas voir disparaître la ressource incorpore des considérations de legs aux générations futures, et une valeur intrinsèque.

5. Les méthodes utilisables

Il existe maintenant un ensemble de méthodes qui permettent d'approcher la valeur d'éléments du patrimoine naturel hors-marché [Desaigues, Point 1993]. Leur mise en oeuvre est encore assez délicate.

Les méthodes peuvent être classées en deux grandes catégories, selon qu'elles se basent sur des comportements observés, ou sur des intentions. Dans le premier cas, on peut déduire la valeur d'un service environnemental à partir de données relevées sur des marchés. Dans le deuxième cas, il faut mettre les individus concernés dans une situation hypothétique et construire un processus de révélation de leur disponibilité à acheter ou vendre le service auquel on s'intéresse.

Les méthodes présentes dans ces deux grandes catégories peuvent être identifiées en fonction du type de marché auquel elles font référence, ainsi que cela est décrit dans le tableau n° 1.

Tableau n° 1:
Typologie des méthodes d'évaluation du patrimoine naturel

Type d'approche	Type de marché			
	Marché concurrentiel existant	Marché concurrentiel créé	Marché implicite	Marché construit
Ex post comportements observés	<ul style="list-style-type: none"> • productivité marginale en valeur • variations de la fonction de profit • dépenses d'autoprotection • dépenses de santé 	<ul style="list-style-type: none"> • marché de droits à polluer • marché de droits d'eau 	<ul style="list-style-type: none"> • coût de déplacement • prix hédonistes • salaires hédonistes • facteurs substituables ou complémentaires 	<ul style="list-style-type: none"> • économie expérimentale
Ex ante intentions	<ul style="list-style-type: none"> • coût de remplacement • coût de projets compensatoires 			<ul style="list-style-type: none"> • évaluation contingente

Les approches *ex post* sont susceptibles d'être classées par référence à quatre types de marchés.

Les méthodes peuvent trouver leur appui dans l'observation directe de marchés concurrentiels existants. Connaissant les prix des produits et facteurs et les quantités utilisées, on peut reconstituer des fonctions de production ou de profit et mesurer la variation de surplus du producteur associée à une variation du facteur environnemental. L'observation des dépenses de santé ou d'autoprotection donne une estimation basse de la variation du surplus du consommateur face à un impact environnemental.

La puissance publique, en créant les conditions de fonctionnement d'un marché là où il n'existait pas donne en même temps, la possibilité aux agents de révéler la valeur qu'ils attachent aux composantes de patrimoine naturel maintenant accessibles par ce mécanisme. On pensera ici aux marchés de droits d'eau, droits de pollution, quotas de pêche négociables, mis en œuvre dans différents pays.

L'analyse des relations de substitution ou de complémentarité entre des biens ou services marchands et des services environnementaux permet par l'observation du marché des premiers, et par le calcul, d'estimer le prix implicite des seconds.

Il est enfin possible de construire des marchés artificiels relatifs à des composantes environnementales et d'observer les pseudo-transactions auxquelles peuvent se livrer les agents dans le cadre qui leur a été fixé.

Les approches *ex ante* peuvent être classées par référence à deux types de marchés.

Très simplement, on peut chercher à faire référence au coût de restauration ou de remplacement d'une composante du patrimoine naturel pour en évaluer la valeur. Cette procédure est souvent mise en avant dans la construction des comptes satellites de l'environnement accompagnant la révision des comptes nationaux (Nations Unies 1993). En réalité, outre que ces coûts sont finalement extrêmement difficiles à établir, on a ici une estimation dont on ne sait pas trop bien ce qu'elle signifie en termes de bien-être. Elle conduit le plus souvent à une grossière sur estimation.

La méthode d'évaluation contingente a suscité bien des débats. Rappelons qu'elle consiste à obtenir la révélation des préférences par voie directe. On interroge les individus sur leur consentement à payer

dans l'hypothèse d'une modification d'un service environnemental. On suppose ainsi que les agents expriment sincèrement leurs préférences et que d'autre part, ils procèdent pour cette opération à un arbitrage entre la consommation de biens marchands et celle du service délivré par l'actif naturel. Cette méthode repose sur l'hypothèse forte selon laquelle les intentions des agents sont un bon prédicteur de leur comportement. L'apparente facilité d'emploi de cette procédure, sous sa forme la plus simple, conduit à des résultats souvent discutables du fait d'une absence de compétence des maîtres d'œuvre. Il faut cependant savoir que cette technique est difficilement remplaçable, pour estimer la valeur d'existence d'actifs non reliés au marché par des relations de substituabilité ou de complémentarité, et prendre explicitement en compte l'incertitude.

Pour sélectionner la méthode la plus adaptée, il est évidemment tout à fait essentiel de comprendre la nature économique des différentes situations que l'on peut observer.

Les considérations développées sur les différents types de valeurs, formes d'actifs naturels et principes d'évaluation exploités par les méthodes, conduisent à suggérer des associations privilégiées. Lorsque l'on est en présence d'une composante environnementale assez banale et répandue et que celle-ci génère essentiellement une valeur d'usage, il est logique de recourir à des méthodes *ex post* et de s'appuyer sur l'hypothèse de complémentarité faible. Pour des composantes objet d'usage, et susceptibles de dégager des valeurs de préservation, les méthodes *ex post* associées à l'hypothèse de neutralité hicksienne pourraient être envisagées. Ces possibilités ont encore été très peu exploitées, et l'on voit dominer ici les techniques *ex ante* de type évaluation contingente. Ces techniques devraient à notre sens être principalement réservées à un troisième type de situation pour laquelle il n'y a pas d'usage de la ressource et où donc seules des valeurs d'existence se manifestent. Ceci concerne par exemple des espèces rares et furtives. La coupure totale de tout lien de complémentarité avec des biens marchands exclut ici les méthodes *ex post*.

6. Un domaine important d'application : les choix de projets à impact environnemental

Parmi toutes les utilisations que la puissance publique peut être amenée à faire de l'évaluation monétaire des actifs naturels, nous retenons ici l'application aux choix de projets. C'est en fait un domaine clef, et l'on verra au passage qu'un certain nombre de considérations se révèlent éclairantes aussi bien pour la réparation du dommage écologique que pour la comptabilisation du patrimoine naturel par exemple.

Le cadre de référence sera celui de l'analyse coûts-avantages (ACA) dont l'essence même est de comparer les coûts et les bénéfices attendus d'un projet. La plupart des projets conduisent à un moment ou à un autre à exploiter, à titre principal ou parfois de façon très indirecte une ou des composantes du patrimoine naturel. On parlera de projet de développement. Certains projets ont à l'inverse, la mission de protéger des actifs naturels. On les évoquera en les qualifiant de projet de conservation. Dans tous les cas, la question de la détermination des coûts et des bénéfices associés à une modification positive ou négative du patrimoine naturel (impact environnemental) se pose.

Nous ne reviendrons pas ici sur les fondements théoriques et sur les limites de l'ACA. Nous mettrons l'accent sur les perspectives et les problèmes que soulève la possibilité d'évaluer les coûts et les bénéfices associés aux services livrés par le patrimoine naturel, alors que ceux-ci ont été longtemps, soit négligés, soit pris en compte de manière parfois très arbitraire.

6.1 Les trois âges de l'analyse coûts-avantages en matière d'actifs naturels.

Les projets conduits par la puissance publique, ou sur la base de financements publics doivent en principe, dans le cadre d'une recherche de rationalisation budgétaire, faire l'objet d'une analyse minutieuse des coûts et des bénéfices attendus. L'ACA, permet de se livrer à cet exercice en réduisant la part d'arbitraire et de manipulation, sans toutefois écarter totalement ces deux écueils⁹. S'agissant

9. Voir par exemple C. Henry (1990).

de la prise en compte de l'environnement comme ressource rare, on peut, en schématisant identifier trois époques en France.

a) Avant 1977, c'est à dire avant l'évolution de la réglementation sur les installations classées, et celle sur les études d'impact¹⁰. Pour rester simple, on peut considérer que les projets ne prennent pas en compte leur impact environnemental. Ainsi, la valeur actualisée nette d'un projet résulte de la confrontation de la somme actualisée des bénéfices et de la somme actualisée des coûts d'investissement et de fonctionnement.

b) Depuis 1977.

La prise en considération de l'environnement se fait essentiellement à travers des prescriptions visant à réduire l'impact environnemental. Les arrêtés d'autorisation, détaillent les mesures qui doivent être prises au titre de la protection de l'environnement. Ces mesures génèrent des coûts supplémentaires qui rendent un peu plus difficile le test du franchissement du seuil de rentabilité. La valeur actualisée nette sera positive si les bénéfices actualisés sont supérieurs à la somme actualisée des coûts classiques d'investissement et de fonctionnement, auxquels il faut ajouter le coût des mesures de réduction de l'impact (murs anti-bruit pour une infrastructure de transport, passe à poisson pour un barrage etc...).

c) Dans les années à venir.

La pratique actuelle fait l'objet de nombreuses critiques qui ont souvent en commun de contester la dimension de l'impact résiduel. En effet, réduire l'impact n'est pas le faire disparaître. Dans un contexte de rareté d'une composante environnementale, c'est à dire lorsqu'elle peut être affectée à des usages concurrents qui eux mêmes dégagent de la valeur, l'impact résiduel apparaît comme un coût. Il n'y a aucune raison pour ne pas imputer au projet un tel coût. Cette façon de voir commence à s'imposer dans certains pays, et on peut considérer que la Banque Mondiale s'inspire d'un tel principe dans les préconisations qu'elle formule pour conduire les études d'impact. Ainsi, pour obtenir une valeur actualisée

10. Respectivement, décret du 21 septembre 1977 (en application de la loi du 19 juillet 1976 relative aux installations classées) et décret du 12 octobre 1977 (en application de l'article 2 de la loi 76-629 relative à la protection de la nature).

nette positive, il faut maintenant que la somme actualisée des coûts classiques en investissement et fonctionnement, des coûts de réduction de l'impact environnemental, et des coûts résiduels soit inférieure à la somme actualisée des bénéfices. On l'imagine, il s'agit là d'une évolution qui alourdit la tâche des concepteurs de projets. Systématiquement appliquée, une telle pratique ne devrait pas pénaliser à l'excès tout projet de développement. Ce d'autant, que de façon symétrique, les projets de conservation devraient inclure les coûts d'opportunité associés aux bénéfices auxquels on renonce. Bref c'est à une plus grande vérité des bénéfices et des coûts pris en compte que devrait aboutir cette ACA étendue. Notons que le rapprochement des coûts résiduels environnementaux avec les coûts des mesures de réduction de l'impact conduirait par recherche de minimisation de cette somme à améliorer la conception des projets, avec une meilleure prise en considération de l'insertion dans l'environnement.

6.2 Quelles valeurs faut-il intégrer dans le coût résiduel?

Une prise en compte systématique des valeurs d'usage paraît logique. Il semble que par le passé, cet exercice soit resté très sélectif, le plus souvent limité aux activités marchandes¹¹. Le calcul économique pour des projets publics devrait s'étendre aux valeurs de loisir, et aux services écologiques livrés par les actifs naturels.

Qu'en est-il des valeurs de préservation (valeurs de disponibilité désintéressée et d'existence) ? Leur prise en considération représente un enjeu majeur dans la mesure où leur décompte est susceptible de rendre non économiquement viable des projets de développement. Dans un domaine différent mais connexe, celui de la réparation des dommages écologiques, les tribunaux de certains pays commencent à reconnaître la légitimité de ces valeurs. La route conduisant à une intégration de ces valeurs comporte pourtant encore certains obstacles. Sans vouloir tous les évoquer ici, nous mentionnerons les difficultés d'interprétation et de rattachement à la théorie économique de certains résultats obtenus en général par la mise en œuvre

11. Par exemple, lors de la création du complexe de Fos sur l'étang de Berre, on a pris en considération les effets négatifs de la pollution sur la pêche professionnelle, et c'est à peu près tout. En 1957, les droits de pêche ont été effectivement rachetés aux pêcheurs.

d'évaluations contingentes. Les consentements à payer élevés obtenus pour la protection d'espèces diverses ont amené les analystes à s'interroger sur la pertinence de chiffres qui additionnés donnent des valeurs paraissant déraisonnables. En réalité, l'erreur vient ici de la tentation d'additionner directement ces résultats. Ainsi que le notent Bishop et Walsh (1992), lorsque des biens sont des substituts ou des compléments, la valeur en termes de bien-être de n'importe quel changement de prix dépend de l'ordre dans lequel les changements de prix sont évalués. Ainsi, additionner des valeurs d'existence pour différentes espèces en ignorant que celle-ci entretiennent certaines relations de substituabilité conduit bien entendu à des surestimations grossières. De même, le scepticisme engendré par des valeurs unitaires élevées pour un représentant d'une espèce menacée doit être tempéré en observant que, comme le rappellent Randall et Stoll (1983), ces valeurs sont conditionnelles à la taille de population et au statut de l'espèce. Dès lors qu'il n'y a plus menace, la valeur marginale doit décroître très rapidement. Ajoutons, que ces valeurs ne s'interprètent pas comme associées à un bien privé, mais à un bien public, susceptible de satisfaire une large demande.

D'autres interrogations soulèvent plus de difficultés. C'est notamment le cas de l'éventuelle présence de préférences lexicographiques pour l'arbitrage entre monnaie et espèces menacées. En effet, dans ce cas, l'axiome de continuité est violé et l'on ne peut calculer de variation de surplus. Or une série de travaux livrent des résultats qui tendraient à montrer la présence de telles formes de préférences¹². Face à ces situations, les auteurs ont tendance à conclure qu'il vaut mieux rejeter l'ACA pour appuyer des décisions quant au maintien de programmes de préservation d'espèces menacées. Ces résultats et conclusions seraient-ils les mêmes, lorsque c'est un projet de développement qui met en péril une espèce ou une sous-espèce locale¹³? Il faut sans doute explorer plus largement ce domaine. En partie relié à ce problème, la question du rôle de l'altruisme dans l'émergence des valeurs de préservation soulève aussi des interrogations. Il est bien clair que le souci du bien-être des autres est présent dans les valeurs de préservation. C'est évident pour les valeurs de disponibilité désintéressée, cela ne l'est pas moins pour la valeur d'existence. Cependant la forme même de l'altruisme n'est pas indifférente à la question de l'intégration de ces valeurs dans l'ACA. Sans

12. Par exemple : Common, Reid, Blamey (1997), Stevens *et al.* (1991).

13. Voir la discussion du 1.

entrer dans une longue discussion, on peut observer que si les individus font preuve d'un altruisme non paternaliste, c'est à dire qu'ils respectent les préférences des autres, alors on peut démontrer qu'un projet pour lequel les bénéfices ne couvriraient pas les coûts ne verra pas sa situation modifiée du fait de l'intégration d'une disponibilité additionnelle à payer au titre de l'altruisme. Si à l'inverse les individus ont un altruisme de type paternaliste, c'est à dire qu'ils attachent de la valeur à l'affectation de la ressource et pas à la valeur qu'en tire le bénéficiaire, alors, l'intégration des valeurs d'existence vient alourdir le coût d'opportunité d'un projet de développement, ou accroître les bénéfices d'un projet de conservation¹⁴.

Au delà de ces éléments théoriques et empiriques, il convient aussi d'identifier ce qui peut être légitimement pris en considération au plan social. Le rôle de la puissance publique n'est ici pas mince. En effet, si dans une optique de théorie pure du welfare, toute modification de l'utilité individuelle doit être prise en compte, on sait que la Société ne va pas considérer tous les changements défavorables d'utilité comme susceptibles de recevoir une compensation. Il y a ainsi de nombreux phénomènes dans la vie courante qui peuvent générer des désutilités : couleur des volets ou goûts vestimentaires du voisin par exemple, et qui cependant ne peuvent faire l'objet de compensation, ou être pris en considération pour décider de politiques publiques.

La Société peut ainsi parfaitement décider d'ignorer les valeurs qui ne correspondent pas à un usage précis et objectivement démontrable. Elle peut, à l'opposé reconnaître certains droits de propriété sur des actifs naturels aux individus qui y attachent une valeur d'existence. A coté de la question des types de désutilités socialement reconnues, apparaît celle de l'identité des bénéficiaires de ce type de créance.

Cette question du droit légitime se pose déjà souvent pour les valeurs d'usage. Jusqu'où va-t-on reconnaître un droit légitime à l'usage. Si par exemple à la suite d'une pollution accidentelle un bief de rivière se trouve temporairement inapte aux usages de loisir : baignade, pêche, canotage... qui est concerné par ce dommage ? C'est ici la question de l'extension du marché virtuel qui est posée. Sont ce les habitants des communes riveraines qu'il convient de prendre en

14. Sur cette question on pourra voir Mc Connell (1997).

compte ? Faut-il considérer les cantons les plus proches, étendre le champ au département ? Faut-il se baser sur les enquêtes de fréquentation lorsqu'on en dispose alors qu'elles peuvent faire apparaître des visiteurs d'une origine géographique lointaine ?

En relation directe avec la question de l'évaluation, on voit se profiler une interrogation : qui peut prétendre légitimement que le dommage virtuel ou réalisé lui fait grief ? On l'imagine, cette question se pose avec encore plus d'acuité pour les valeurs d'existence. Dans une affaire de pollution comme celle de l'Exxon Valdez, le choix de prendre en considération les valeurs d'existence, et le mode de calcul retenu pour leur évaluation peuvent avoir des incidences se chiffrant en millions de dollars.

Compte tenu du caractère de bien collectif qui s'attache aux actifs naturels générant des valeurs d'existence, on peut penser que ces actifs devraient être sous la responsabilité de la puissance publique. Celle-ci pourrait, sans attribuer des droits de propriété à des individus, définir ceux dont la variation d'utilité devrait être prise en compte et mesurée pour obtenir à titre collectif réparation d'un dommage mettant en jeu ces valeurs. Ceci conduit à constater le caractère relatif du dommage écologique et de son coût. Le dommage écologique n'est donc pas nécessairement ce qui est présenté comme tel par l'expert, mais ce qui est défini comme tel par la convention sociale. C'est cette dernière qui est en débat aujourd'hui. Il faut contribuer à sa définition en précisant les règles d'évaluation du dommage écologique.

6.3. Comment intégrer la dimension temporelle du coût d'opportunité environnemental ?

Il ne peut être question dans ce domaine d'en rester à une approche statique, et de considérer que les coûts et bénéfices sont constants pour chaque période. Si pour les bénéfices et les coûts marchands d'un projet, on est en général en mesure d'identifier avec une précision acceptable le profil temporel, il n'en va pas de même avec les aspects environnementaux non marchands. Il faut ici lever deux types d'incertitude : une de nature écologique et l'autre économique. La première concerne le profil de régénération des écosystèmes ayant subis l'impact. La figure n° 6 présente un profil hypothétique de «récupération» d'un écosystème à la suite d'un impact survenu en t_0 . Cela illustre la diversité des situations qui peu-

vent se présenter. L'impact se traduit par une baisse marquée du potentiel de service qui passe de NS_0 , à NS_1 . Ce niveau se maintient jusque en t_1 , date à laquelle, s'amorce un processus de régénération. La régénération peut être assistée entre t_1 et t_2 , puis devenir autonome entre t_2 et t_4 , pour atteindre un maximum avec le niveau NS_3 à partir de t_5 . Un tel profil ne reflète bien sûr pas, en général, la perte sociale résultant de l'impact. Il faut pouvoir associer la demande pour le service environnemental telle qu'elle se manifestera à chaque instant t postérieur à t_0 . C'est là une deuxième source d'incertitude qui requiert des investigations et peut être aussi quelques conventions de traitement. En effet, l'impact environnemental, ne va pas nécessairement générer un dommage à chaque période, et lorsqu'il y a dommage, la dimension de ce dernier dépend bien sûr du positionnement de la fonction de demande. Sur la figure n°6, nous avons, à titre illustratif fait figurer l'évolution supposée à taux constant de la demande à prix nul (quantité ou qualité maximale demandée pour le service). Pour de simples raisons d'ordre démographique, on peut penser que cette valeur va croître au fil des années. Avec un tel profil, on peut observer qu'il y a bien apparition d'une perte sociale dans les période t_0 à t_3 , puis à partir de t_5 . Entre t_3 et t_5 , l'offre est supérieure à la demande. Il n'y a donc pas d'effet négatif sur le surplus des utilisateurs. On notera qu'au delà de t_5 , se fait jour progressivement une perte liée à une forme d'irréversibilité : la perte de potentiel NS_0 - NS_3 .

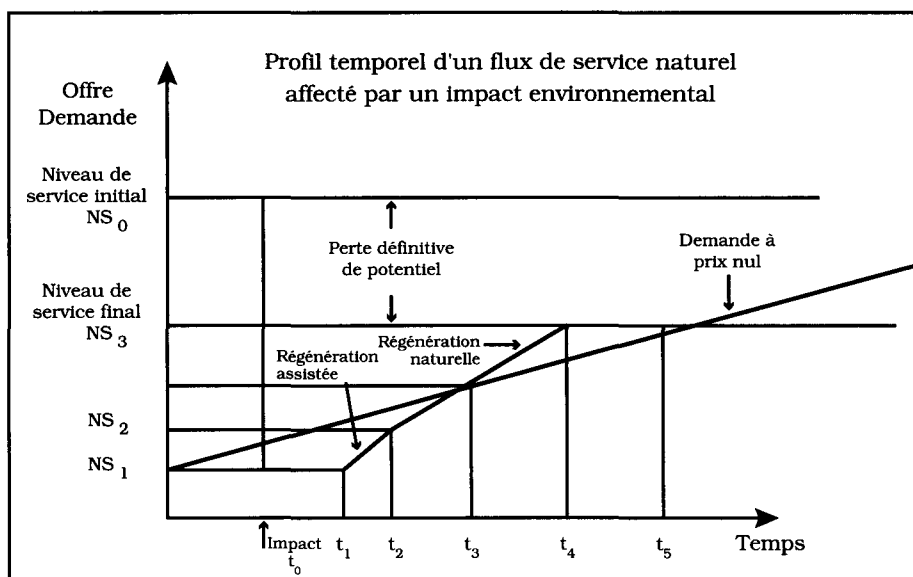


Schéma n° 6

Comment fixer précisément aujourd'hui les demandes d'usage qui demain souffriront de l'impact environnemental et qui doivent être pris en compte dans l'estimation du dommage ? Comment éviter de dériver vers des formes de fiction économique dont s'accommode mal la rigueur qui doit présider à la détermination du dommage et au calcul du préjudice social ? Il faut sans doute ici envisager une certaine forme de codification des modalités de calcul qui assure au moins une réelle inter-comparabilité des projets.

Conclusion

On le voit, s'il reste des aspects à éclaircir en ce qui concerne les méthodes d'évaluation monétaire, c'est peut être maintenant aussi sur les conditions de l'emploi de ces techniques que l'effort doit se déployer. Il semble qu'à terme, on ne puisse échapper à une codification en la matière. La puissance publique ne peut demeurer en position de simple utilisateur. Elle doit aider à fixer, la légitimité du dispositif, et cela passe par la production de règles qui assurent au moins une réelle cohérence dans le traitement des problèmes. Une recherche doit être engagée sur les critères permettant de définir quels types d'agents, quels individus et quels types de valeurs pourraient être pris en compte pour évaluer une variation de surplus total agrégé. De la même façon, on doit pouvoir déterminer quels usages futurs inhibés par un projet de développement ou de conservation à travers la composante environnementale en jeu, sont à considérer. La référence au droit national ou étranger est incontournable. Notons par exemple qu'aux Etats-Unis le cadre juridique CERCLA pose que la valeur d'usage est limitée aux usages futurs déjà décidés (*committed use*). Cela doit correspondre à un usage planifié pour lequel un document légal, administratif, budgétaire ou financier traduit un engagement spécifique.

S'agissant des valeurs elles-mêmes, on observera que la puissance publique par les seuils qu'elle fixe pour la protection des actifs naturels, par les programmes scientifiques qu'elle encourage, par la diffusion d'information qu'elle favorise contribue très directement à l'apparition de valeurs d'existence et d'usage. Elle est donc loin de toute neutralité en la matière.

La puissance publique dispose du pouvoir d'influencer de manière déterminante les valeurs dans le domaine de l'environnement. Elle doit aussi assumer la fixation des modalités de calcul de la valeur monétaire d'un impact environnemental, alors même qu'elle est en position d'utilisateur privilégié des résultats livrés. La crédibilité et l'acceptabilité sociale des résultats suppose que les critères et règles fixés n'apparaissent pas comme trop manipulatoires, mais résultent bien de la recherche du meilleur compromis entre les repères livrés par la théorie économique, le cadre juridique en vigueur, et le coût d'investigation.

Bibliographie

ARROW K., SOLOW R., PORTNEY P., LEAMER E., RADNER R., SCHUMAN H., Report of the NOAA panel on contingent valuation, *Federal Register*, Washington D.C, 1993, 58, 4501 - 4514.

BISHOP R.C., WELCH M.P., Existence values in benefit-cost analysis and damage assessment. *Land Economics*, 1992, 68, pp. 405 - 417.

BLACKORBY C. DONALDSON D., The case against the use of the sum of compensating variations in cost-benefit analysis, *Canadian Journal of Economics*, 1990, 13, pp. 471 - 479.

BOADWAY R., BRUCE N., *Welfare economics*, Oxford, Basic Blackwell, 1984.

CHAMP P.A., BISHOP R.C., BROWN T.C., McCollum D.W., Using donation mechanism to value nonuse benefits from public goods, *Journal of Environmental Economics and Management*, 1996, 33, pp. 151 - 162.

COMMON M., REID I., BLAMEY R., Do existence values for cost benefit analysis exist ?, *Environmental and Ressource Economics*, 1997, 9, pp. 225 - 238.

DESAIGUES B., POINT P., *Economie du patrimoine naturel : la mesure des bénéfices*, Paris, Economica, 1993.

FISHER A., RAUCHER R., Intrinsic benefits of improved water quality : conceptual and empirical perspectives, in V.K. SMITH and A.D. WITTE (ed), *Advances in Applied Microeconomics*, Greenwich Conn., JAI Press, 1984.

FLORES N. E., Reconsidering the use of Hicks neutrality to recover total value. *Journal of Environmental Economics and Management*, 1996, 31, pp. 49 - 64.

FREEMAN A.M., The measurement of environmental and ressource values, *RfF*, Washington D.C, 1993.

HANEMANN M.W., Willingness to pay and willingness to accept : how much can they differ ?, *American Economic Review*, 1991, 81, pp. 635 - 647.

HENRY C., Efficacité économique et impératifs éthiques : l'environnement en copropriété, *Revue Economique*, 1990, 41.

KAHNEMAN D., TVERSKY A., Prospect theory : an analysis of decision under risk, *Econometrica*, 1979, 47, pp. 263 - 291.

LARSON D. M., Further results on willingness to pay for nonmarket goods, *Journal of Environmental Economics and Management*, 1992, 23, pp. 101-122.

MALER K.G., *Environmental economics : a theoretical enquiry*, Baltimore, John Hopkins Press, 1974.

MALINVAUD E., *Lectures in microeconomic theory*, North Holland, Amsterdam, 1972.

MCCONNELL K.E., Existence and bequest value, in R. D. ROWE and L.G. CHESTNUT (eds), *Managing air quality and scenic resources at national park and wilderness areas*, Boulder, Colo., Westview Press, 1983.

MCCONNELL K.E., Does altruism undermine existence value ?, *Journal of Environmental Economics and Management*, 1997, 32, pp. 22 - 37.

NATIONS UNIES, *Comptabilité économique et environnementale intégrée*, New York, 1994, Série F n° 61.

NAVRUD S., Willingness to pay for preservation of species. An experiment with current payments in Navrud (ed), *Pricing the european environment*, Oxford University Press, 1992.

NEIL J.R., Another theorem on using market demands to determine willingness to pay for nontraded goods, *Journal of Environmental Economics and Management*, 1988, 15, pp. 224 - 232.

RANDALL A., STOLL J.R., Consumer's surplus in commodity space, *American Economic Review*, 1980, 70, pp. 449 - 455.

SEIP K., STRAND J., Willingness to pay for environmental goods in Norway : a contingent valuation study with real payment, *Environmental & Ressource Economics*, 1992, 2, pp. 91 - 106.

SEN A., Approaches to the choice of discount rates for social cost-benefit analysis, in R. Lind (ed), *Discounting for time and risk in energy policy*, Baltimore, John Hopkins University Press, 1982.

SEN A., Rationality and social choice, *American Economic Review*, 1995, 85, pp. 1 - 24.

STEVENS H., ECHEVERRIA J., GLASS R.J., HAGER T., MORE T.A., Measuring the existence value of wildlife : what do CVM estimates really show ?, *Land Economics*, 1991, 67, pp. 390 - 400.

SUTHERLAND R.J., WALSH R.G., Effect of distance on the preservation value of water quality, *Land Economics*, 1985, pp 61, 281 - 291.

VARTIA Y.O., Efficient methods of measuring welfare change and compensating income in terms of ordinary demand functions, *Econometrica*, 1983, 51, pp. 79 - 98.

WILLIG R.D., Consumer's surplus without apology, *American Economic Review*, 1976, 66, pp. 589 - 597.

Résumé

Dans les économies d'aujourd'hui, la plupart des biens et des services se voient dotés d'un prix. Ce prix agit comme un signal permettant d'orienter et de coordonner les comportements des consommateurs et des producteurs. Les ressources naturelles qui sont des dons de nature n'ont pas, pour nombre d'entre elles, un repère de prix qui leur soit attaché. Ceci crée une responsabilité spéciale pour les pouvoirs publics. Il est en effet nécessaire d'identifier les services rendus par les actifs naturels et de mesurer leur valeur économique. En l'absence de mécanisme institutionnel de révélation de cette valeur, les autorités doivent encourager la production et l'utilisation de méthodes d'évaluation économiques efficaces. Bien sûr, il est nécessaire de clarifier les limites d'utilisation de ces méthodes, tout comme il convient de fixer des limites au libre fonctionnement du marché. La puissance publique est le principal utilisateur des méthodes d'évaluation (analyse, coût-avantage des projets ayant un impact environnemental, actions juridiques en recouvrement du dommage écologique, etc.). Elle doit aider à fixer les conditions de leur utilisation.

Abstract

In modern economies, most of goods and services are priced. The price acts as a signal to direct and coordinate the behaviour of

producers and consumers. Natural resources which are gift of nature do not have such an attached signal. This generate a special responsibility for governments. There is a need to recognize the services delivered by natural assets and to measure their economic values. Due to the lack of an automatic value revelation mechanism, the authorities have to encourage the production and the use of efficient economic valuation methods. Of course there is a need to clarify the limits to the use of such methods just like.

It is necessary there are obvious limits to the free functioning of market. Public authority is the main user of evaluation methods (cost-benefit analysis of projects generating environmental impacts, litigation for environmental damage assessment, etc.). It must help to delimit their conditions of use.

Mots-clés :

Biens environnementaux, analyse coûts-bénéfices, méthodes d'évaluation

Keys-words :

Environmental goods, cost-benefits analysis, valuation methods

JEL :

q20, q21, q28, h41, h43, d61